

STUDI KINETIKA DAN ISOTERM ADSORPSI ION Fe(III) DAN Mn(II) PADA KARBON AKTIF BATANG ECENG GONDOK***THE KINETIC AND ISOTHERM STUDY OF Fe(III) AND Mn(II) IONS ADSORPTION ONTO ACTIVATED CARBON FROM WATER HYACINTH STEMS*****Cucun Alep Riyanto*, Bereka Meidelivia Raharjianti, November Rianto Aminu**

Program Studi Kimia, Fakultas Sains dan Matematika, Universitas Kristen Satya Wacana

Jalan Diponegoro 52-60, Salatiga, Jawa Tengah – Indonesia

*E-mail: cucun.riyanto@uksw.edu

Diterima : 30-06-2020

Direvisi : 28-12-2020

Disetujui: 24-03-2021

ABSTRAK

Batang Eceng Gondok (BEG) (*Eichhornia crassipes*) mengandung senyawa lignoselulosa yang dapat dimanfaatkan sebagai bahan baku pembuatan karbon aktif dengan biaya rendah dan terbarukan. Penggunaan karbon aktif dari BEG sebagai adsorben berpotensi menurunkan konsentrasi logam berat, seperti ion Fe(III) dan Mn(II). Tujuan penelitian ini adalah menentukan pemodelan kinetika dan isoterm adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II), serta menentukan efisiensi penurunan kadar ion Fe(III) dan Mn(II) menggunakan karbon aktif BEG pada air sumur di desa Guyangan Kabupaten Jepara. Metode sintesis karbon aktif BEG dilakukan dengan proses karbonisasi pada suhu 400°C selama 60 menit lalu dilanjutkan aktivasi kimia menggunakan H₃PO₄ 30% pada rasio impregnasi karbon: H₃PO₄ (1:4, b/b) selama 24 jam serta aktivasi fisika pada suhu 600°C selama 60 menit. Hasil penelitian menunjukkan bahwa adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II) mengikuti pemodelan isoterm Redlich-Peterson dengan nilai R² berturut-turut adalah 0,9386 dan 0,9982. Pemodelan kinetika adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II) mengikuti pemodelan Pseudo Orde Dua dengan nilai kapasitas adsorpsi masing-masing sebesar 32,7869 mg/g dan 1,4166 mg/g. Nilai % efisiensi adsorpsi ion Fe(III) dan Mn(II) menggunakan karbon aktif BEG pada air sumur di desa Guyangan Kabupaten Jepara sebesar 23,37% dan 79,25%.

Kata kunci : adsorpsi, batang eceng gondok, isoterm, karbon aktif, kinetika**ABSTRACT**

The water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) stem (WHS) contains lignocellulosic compounds which can be used as raw material for making activated carbon at low cost and renewable. The use of activated carbon from WHS (ACWHS) as an adsorbent has the potential to reduce the concentration of heavy metals, such as Fe(III) and Mn(II) ions. This study aimed to determine the kinetic and isotherm adsorption of ACWHS on Fe(III) and Mn(II) ions and to determine the efficiency of reducing levels of Fe(III) and Mn(II) ions using ACWHS in well water in the Guyangan village, Jepara Regency. The synthesis method of ACWHS was carried out by carbonization process at 400 °C for 60 minutes then continued with chemical activation using H₃PO₄ 30% at an impregnation ratio of carbon: H₃PO₄ (1: 4, w/w) for 24 hours and physical activation at 600 °C for 60 minutes. The results showed that the adsorption of ACWHS on Fe(III) and Mn(II) ions followed the Redlich-Peterson isotherm modeling with R² values of 0.9386 and 0.9982, respectively. The adsorption kinetics of ACWHS on Fe(III) and Mn(II) ions followed the Pseudo Second Order modeling with an adsorption capacity of 32.7869 mg/g and 1.4166 mg/g, respectively. The percentage of adsorption efficiency of Fe (III) and Mn (II) using ACWHS in well water in the Guyangan village, Jepara Regency, was 23.37% and 79.25%.

Keywords: activated carbon, adsorption, isotherm, kinetic, water hyacinth stems

PENDAHULUAN

Pencemaran air oleh ion logam berat merupakan masalah serius bagi lingkungan dan kesehatan yang disebabkan oleh sifat toksik ion logam berat bahkan pada konsentrasi rendah. Berdasarkan hasil uji tanggal 15 Juli 2019 di Laboratorium Kimia FSM UKSW, diketahui bahwa air sumur penduduk di desa Guyangan, kabupaten Jepara mengandung besi (Fe) sebesar 1,07 mg/L dan mangan (Mn) sebesar 4 mg/L. Kandungan kedua ion tersebut tergolong tinggi karena berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 32 Tahun 2017 menetapkan kadar maksimum Fe dan Mn pada air untuk keperluan *higiene* sanitasi yang diizinkan adalah 1 mg/L dan 0,5 mg/L (Permenkes RI, 2017). Tingginya kandungan logam pada air sumur tersebut, dapat menimbulkan gangguan kesehatan, timbulnya bercak-bercak kuning pakaian dan perabotan rumah tangga (Asmaningrum dan Pasaribu, 2016).

Salah satu teknik yang dapat diterapkan dalam menurunkan kadar logam dalam air adalah adsorpsi. Adsorpsi adalah salah satu metode yang efisien untuk menghilangkan logam berat dalam air (Bohli, 2013). Proses adsorpsi dapat dilakukan menggunakan silika, zeolit dan karbon aktif (Malekmohammadi *et al.*, 2016). Adsorpsi pada karbon aktif dianggap sebagai salah satu teknik yang paling banyak diterapkan untuk menghilangkan polutan dari media yang terkontaminasi karena efisiensinya terutama pada konsentrasi rendah dan kesederhanaan proses (Bohli, 2013). Karbon aktif digunakan sebagai adsorben karena memiliki luas permukaan (300 - 2000 m²/gr) dan volume mikropori yang besar serta efisiensi penjerapan yang tinggi berkisar 25 - 1000% (Esterlita dan Herlina, 2015). Adsorpsi dengan karbon aktif banyak digunakan sebagai metode pemisahan fisik yang efektif dan efisien untuk menghilangkan atau menurunkan konsentrasi berbagai polutan terlarut (organik dan anorganik) dalam proses pemurnian air (Rivera-Utrilla *et al.*, 2011). Namun, metode adsorpsi menggunakan karbon aktif dirasa cukup mahal karena memanfaatkan karbon aktif sintetis. Oleh karena itu, adsorben yang lebih murah sebagai alternatif bahan baku pembuatan karbon aktif menjadi sangat populer dan menarik perhatian para peneliti (Sunarsih, Hastutiningrum dan Nisa, 2016).

Beberapa penelitian tentang adsorpsi ion logam Fe(III) telah dilakukan, diantaranya dengan memanfaatkan selulosa dari daun kelor (*Moringa oleifera*) dengan hasil kapasitas adsorpsi sebesar 8,043 mg/g (Alias *et al.*, 2012) dan menggunakan biji asam jawa sebesar 0,0069 - 0,019mg/g (Mopoung *et al.*, 2015). Penelitian lain menggunakan adsorben serbuk gergaji untuk mengadsorpsi masing-masing ion Mn(II) dan Fe(II) dengan efektifitas sebesar 98% dan 95% (El-sherif *et al.*, 2013). Berdasarkan hasil tersebut, beberapa adsorben dari bahan alam dapat digunakan sebagai adsorben yang efektif untuk logam berat sebagai pengganti karbon aktif sintesis.

Salah satu bahan baku lainnya yang dapat digunakan sebagai alternatif karbon aktif adalah lignoselulosa. Senyawa ini dapat ditemukan pada tanaman eceng gondok. Menurut (Ha *et al.*, 2011), eceng gondok (*Eichhornia crassipes*) merupakan salah satu tumbuhan yang dianggap gulma. Di sisi lain, batang eceng gondok mengandung lignoselulosa yang terdiri dari selulosa sebesar 18,07 ± 0,20%; hemiselulosa 28,21 ± 0,11%; dan lignin 7,03 ± 0,09% (Zhang *et al.*, 2016). Penggunaan lignoselulosa sebagai salah satu ide bahan baku pembuatan karbon aktif dengan biaya rendah dan terbarukan. Di sisi lain, batang eceng gondok yang dianggap gulma akan menjadi komoditas yang terpakai sebagai adsorben logam berat.

Berdasarkan penelitian-penelitian sebelumnya, belum ada kajian terhadap adsorpsi karbon aktif dari batang eceng gondok terhadap ion Fe(III) dan Mn(II). Oleh karena itu, pada penelitian ini akan dilakukan penelitian untuk mengkaji isoterm dan kinetika adsorpsi pada ion Fe(III) dan Mn(II) menggunakan karbon aktif dari batang eceng gondok serta aplikasinya pada air sumur penduduk di desa Guyangan, Jepara.

METODE PENELITIAN

Bahan dan Alat

Batang Eceng Gondok diperoleh dari Rawa Pening, Ambarawa. Sampel Air sumur diambil dari sumur penduduk di dusun Mbacak, desa Guyangan, Jepara. Bahan kimia lainnya yaitu H_3PO_4 85%; NaOH 1 M; HNO_3 16 M; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$; KSCN 0,1 M; HCl 6 M; H_2SO_4 18 M; dan NaIO_4 yang masing-masing berderajat PA (*Pro-Analysis*) diperoleh dari E-Merck Germany.

Piranti yang digunakan dalam penelitian ini diantaranya neraca dengan ketelitian 0,01 g (Ohaus TAJ601), neraca analitis dengan ketelitian 0,1 mg (Ohaus PA214), *moisture analyzer* (Ohaus MB 25), pH meter (Hanna HI 9812), *furnace* (Vulcan A-550), dan *vaccum Buchner*. Pengujian sampel dilakukan dengan spektrofotometer UV-VIS (UV Mini 1240 Shimadzu) dan spektrofotometer HACH (DR 2700). Karakterisasi karbon aktif BEG dilakukan dengan Spektrofotometer Inframerah (FT-IR, Shimadzu Prestige 21, Universitas Gadjah Mada) dan Difraktometer Sinar-X (XRD, PANalytical X'Pert Pro, Universitas Negeri Malang).

Prosedur

Preparasi Sampel (Tudjuka *et al.*, 2017) yang dimodifikasi

Tanaman eceng gondok dibersihkan dari sisa-sisa kotoran kemudian batang dipisahkan dan dicuci menggunakan air bersih. Batang Eceng Gondok (BEG) dikeringkan dengan menggunakan sinar matahari selama 5 hari. Kemudian BEG dikeringkan kembali dalam oven pada suhu 105°C selama 24 jam dan didiamkan pada suhu kamar. BEG dihaluskan dengan *grinder* dan diayak (30 *mesh*).

Karbonisasi dan Aktivasi Sampel (Shamsuddin *et al.*, 2016; Riyanto *et al.*, 2020)

Karbonisasi sampel dilakukan dengan memasukkan sampel yang sudah diayak ke dalam *furnace* pada suhu 400°C selama 60 menit. Hasil karbonisasi dibilas dengan akuades dan dikeringkan dengan oven ($T=105^\circ\text{C}$) selama 24 jam. Kemudian dilakukan proses aktivasi melalui proses impregnasi dalam 30% H_3PO_4 dengan rasio karbon: H_3PO_4 (1:4, b/b) selama 24 jam kemudian dimasukkan ke dalam *furnace* ($T=600^\circ\text{C}$) selama 60 menit. Hasil karbon aktif lalu dicuci dengan NaOH 1M dan dibilas dengan akuades sampai pH 7. Setelah itu, karbon aktif dikeringkan dengan oven ($T=110^\circ\text{C}$) selama 24 jam.

Isoterm dan Kinetika Adsorpsi (Huang *et al.*, 2014) yang dimodifikasi

Pada isoterm adsorpsi, seberat 10 mg karbon aktif BEG dimasukkan pada 25 mL larutan Fe(III) atau Mn(II) dengan variasi konsentrasi 1-35 mg/L dan di-*stirring* selama 60 menit. Pada kinetika adsorpsi, seberat 10 mg karbon aktif BEG dimasukkan pada 25 mL larutan Fe(III) atau Mn(II) dengan konsentrasi 30 mg/L dan di-*stirring* pada variasi waktu 1-50 menit. Kemudian dianalisa dengan metode deteksi kadar ion Fe(III) dan Mn(II) dengan spektrofotometer UV-VIS pada $\lambda = 468\text{ nm}$ (ion Fe(III)) dan $\lambda = 524\text{ nm}$ (ion Mn(II)). Kapasitas adsorpsi (q_e) dapat ditentukan dengan persamaan berikut:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (1)$$

Koefisien C_0 dan C_e merupakan konsentrasi awal dan akhir dari ion Fe(III) atau Mn(II) (mg/L), V adalah volume larutan Fe(III) atau Mn(II) dalam liter, dan W merupakan massa BEG (g).

Analisa Kadar Ion Fe(III) dan Mn(II) Pada Air Sumur (American Public Health Association (APHA), 1976; Najib dan Hayder, 2011)

Seberat 10 mg karbon aktif BEG dimasukkan pada 25 mL sampel air sumur dan diaduk selama waktu optimal (hasil plot pemodelan kinetika adsorpsi) pada ion Fe(III) yaitu 40 menit dan Mn(II) yaitu 35 menit. Setelah itu, dilakukan analisa kadar ion Fe(III) atau Mn(II) dengan spektrofotometer HACH (DR 2700).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Rendemen Hasil Sintesis Karbon Aktif

Tabel 1 menunjukkan hasil dari karbon aktif BEG pada rasio impregnasi dan suhu aktivasi yang berbeda. Hasil karbon aktif BEG berada di kisaran 31,25 – 10,00% jika dibandingkan dengan penelitian (Yorgun *et al.*, 2015; Demiral *et al.*, 2016; Kumar *et al.*, 2016) hasil yang diperoleh lebih rendah untuk karbon aktif dari serbuk kayu paulownia 25,16% – 33,18%; 15 – 30% untuk karbon aktif biji pumpkin; dan 24,31 – 41,13% untuk karbon aktif kulit kacang.

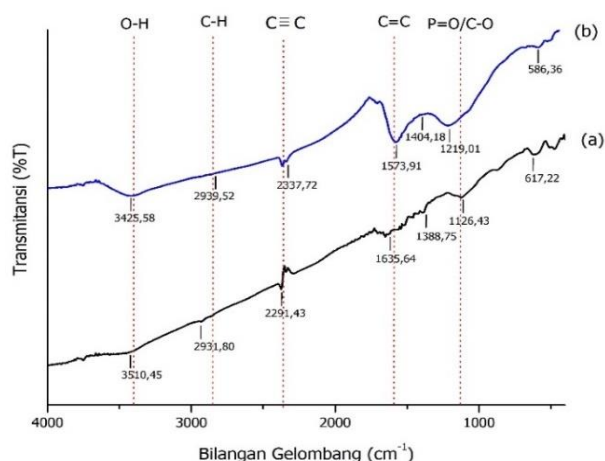
Tabel 1. Hasil karbon aktif BEG pada variasi rasio impregnasi dan suhu aktivasi

No	Aktivasi		Masa Karbon Sebelum Aktivasi (g)	Masa Sesudah Pencucian (g)	Hasil (%)
	Rasio Impregnasi (Karbon : H ₃ PO ₄)	Suhu Aktivasi (°C)			
1	01:04	600	4	1,25	31,25
2	01:05	600	4	1,13	28,25
3	01:06	600	4	1,15	28,75
4	01:07	600	4	1,05	26,25
5	01:08	600	4	1,03	25,75
6	01:04	400	4	1,28	32
7	01:04	500	4	1,1	27,5
8	01:04	600	4	0,9	22,5
9	01:04	700	4	0,85	21,25
10	01:04	800	4	0,4	10

Karakterisasi Karbon Aktif BEG

Karbon aktif memiliki berbagai gugus fungsi permukaan. Gugus fungsi merupakan karakteristik yang sangat penting pada penyusunan karbon aktif, karena susunan gugus fungsi akan menentukan sifat permukaan karbon. Spektroskopi FT-IR dan sinar-X akan memberikan informasi struktur gugus fungsi dan atomik kristal penyusun karbon aktif (Pehlivan, 2018). Pada Gambar 1 terlihat perbandingan karbon aktif standard (Gambar 1a) dan karbon aktif BEG dengan rasio impregnasi karbon: H₃PO₄ (1:4, b/b) pada suhu aktivasi 600°C selama 60 menit (Gambar 1b). Pada Gambar 1 terlihat bahwa karbon aktif BEG (Gambar 1b) menghasilkan serapan bilangan gelombang yang menyerupai karbon aktif standard/komersial (Gambar 1a). Hal tersebut menandakan bahwa gugus fungsi permukaan karbon aktif BEG mirip dengan karbon aktif standard. Pada hasil pengamatan, pita serapan pada bilangan gelombang 3425,58 dan 3510,45 cm⁻¹ menunjukkan adanya serapan dari ikatan O-H *stretching* (Koyuncu *et al.*, 2018). Kemudian, pita serapan pada bilangan gelombang 2931,80 dan 2939,52 cm⁻¹ adalah serapan dari ikatan jenuh alifatik C-H *stretching*, serta serapan dari ikatan C-H *bending* pada bilangan gelombang 1388,75 dan 1404,18 cm⁻¹ (Demiral dan Şamdan, 2016). Selain itu, terdapat serapan pada bilangan gelombang 2291,43 dan 2337,72 cm⁻¹ merupakan vibrasi C≡C pada grup alkena. Gugus serapan lainnya adalah serapan ikatan C=C *stretching* pada bilangan

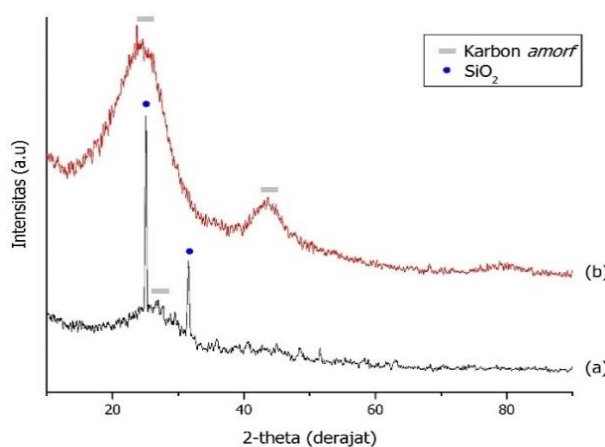
gelombang $1519,91 - 1573,91 \text{ cm}^{-1}$. Serapan yang muncul pada bilangan gelombang $586,36$ dan $617,22 \text{ cm}^{-1}$ merupakan serapan dari ikatan C-H *out-of-plane* (Koyuncu *et al.*, 2018). Adanya serapan pada karbon aktif BEG di bilangan gelombang $1219,01 \text{ cm}^{-1}$ merupakan getaran peregangan P=O yang terikat hidrogen dari fosfat atau polifosfat, pada getaran peregangan O-C dalam hubungan P-O-C (aromatik) dan P=OOH (Pehlivan, 2018). Serapan ini muncul karena penggunaan H_3PO_4 sebagai aktivator dalam pembuatan karbon aktif BEG. Pada karbon aktif standard, serapan pada bilangan gelombang $1126,43 \text{ cm}^{-1}$ merupakan serapan vibrasi ikatan C-O dari C-OH primer (Koyuncu *et al.*, 2018).



Gambar 1. Spektra FTIR: a) karbon aktif standard (komersial) dan b) karbon aktif BEG, rasio impregnasi karbon: H_3PO_4 1:4 (b/b), suhu aktivasi 600°C selama 60 menit

Tabel 2. Gugus fungsional karbon aktif BEG (Tran *et al.*, 2017; Koyuncu *et al.*, 2018; Pehlivan, 2018)

No	Gugus Fungsi	Bilangan Gelombang (cm^{-1})		
		Karbon Teoritis	Karbon Standard	Karbon Aktif BEG ($T=600^\circ\text{C}$, $t = 60$ menit) dan rasio impregnasi 1:4 (b/b)
1	O-H	3700-3000	3510,45	3425,58
2	C-H	3000-2800	2931,80	2939,52
3	$\text{C}\equiv\text{C}$	2400-2250	2291,43	2337,72
4	C=C	1700-1500	1635,64	1573,91
5	P=O/C-O	1300-1000	1126,43	1219,01
6	C-H	765-530	617,22	586,36



Gambar 2. Difraktogram XRD: a) karbon aktif BEG, rasio impregnasi karbon: H_3PO_4 1:4 (b/b), suhu aktivasi 600°C selama 60 menit dan b) karbon aktif standard (komersial).

Gambar 2 memperlihatkan hasil difraksi sinar-X dari karbon aktif standard (Gambar 2b) dan karbon aktif BEG dengan perlakuan suhu aktivasi 600 °C selama 60 menit, rasio impregnasi karbon BEG terhadap H₃PO₄ (1:4, b/b) (Gambar 2a). Pada karbon aktif standard, difraktogram XRD menunjukkan dua puncak pada sudut difraksi melebar ~ 24° dan ~ 43° (Gambar 2b). Difraktogram XRD pada karbon aktif BEG terdapat pola difraksi yang sama pada sudut sekitar 28° namun tidak muncul puncak pada sudut sekitar 40° (Gambar 2a) diperkirakan adanya pengotor yang akan menyebabkan tertutupnya pori karbon. Selain itu, pada difraktogram karbon aktif BEG terdapat puncak tajam yang diperkirakan sebagai pengotor berupa sisa abu SiO₂ dalam karbon yang ditunjukkan pada puncak difraksi di sudut 25° dan 31° (Xu *et al.*, 2014; Xiyili *et al.*, 2017). Pola difraksi XRD pada karbon aktif standard dan karbon aktif BEG memiliki kesamaan dengan pola puncak luas (*hump*) atau intensitas latar (*background*) yang tidak teratur. Menurut (Barpanda *et al.*, 2011), hal tersebut menunjukkan karbon yang bersifat *amorf* dan merupakan pola untuk bahan berpori tinggi.

Isoterm Adsorpsi Karbon Aktif BEG

Isoterm adsorpsi pada penelitian ini dilakukan pada ion Fe(III) dan Mn(II) dengan pemodelan isoterm menggunakan empat model isoterm yaitu model isoterm Langmuir, Redlich-Peterson, Harkin-Jura, dan Jovanovic (Ayawei *et al.*, 2017) dengan variasi konsentrasi dari 1 – 35 mg/L.

Pemodelan isoterm Langmuir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{K_L q_m} \quad (2)$$

C_e adalah konsentrasi adsorbat saat keseimbangan (mg/g), q_e adalah jumlah adsorbat dalam adsorben pada kesetimbangan (mg/g), dan K_L adalah konstanta Langmuir yang terkait dengan kapasitas adsorpsi (mg/g).

Pemodelan isoterm Redlich-Peterson:

$$\ln \frac{C_e}{q_e} = \beta \ln C_e - \ln A \quad (3)$$

Plot $\ln (C_e/q_e)$ versus $\ln C_e$ digunakan dalam penentuan konstanta Redlich-Peterson, dimana β diperoleh dari *slope* dan A di *intercept*.

Pemodelan isoterm Harkin-Jura:

$$\frac{1}{q_e^2} = \frac{B}{A} - \left(\frac{1}{A} \right) \log C_e \quad (4)$$

B dan A adalah konstanta Harkin-Jura yang dapat diperoleh dari pengeplotan $1/q_e^2$ versus $\log C_e$.

Pemodelan isoterm Jovanovic:

$$\ln q_e = \ln q_{\max} - K_f C_e \quad (5)$$

Q_{\max} merupakan jumlah adsorpsi maksimum dari adsorbat yang diperoleh dari plot $\ln q_e$ versus C_e dan K_f adalah konstanta Jovanovic.

Penentuan model isoterm adsorpsi terbaik dilakukan dengan analisis koefisien determinan (R^2) karena analisis ini mengukur distribusi adsorbat, menganalisis sistem adsorpsi, dan memverifikasi asumsi konsistensi model isoterm adsorpsi (Riyanto dan Prabalaras, 2019). Hasil pengelompokan data pemodelan isoterm adsorpsi ion Fe(III) dan Mn(II) menggunakan karbon aktif BEG disajikan pada Gambar 3a.

Berdasarkan keempat pemodelan isoterm tersebut (Gambar 3a), nilai koefisien determinan (R^2) tertinggi untuk adsorpsi karbon aktif BEG terhadap ion Fe(III) adalah sebesar 0,9647 pada isoterm Langmuir. Namun parameter K_L yang dihasilkan bernilai negatif (Tabel

3), hal ini mengakibatkan nilai R_L menjadi negatif. Nilai R_L yang negatif tidak dapat diterapkan untuk menggambarkan sifat proses adsorpsi. (Ayawei *et al.*, 2017) menjelaskan proses adsorpsi tidak menguntungkan ($R_L > 1$), linear ($R_L = 1$), menguntungkan ($0 < R_L < 1$) dan *irreversibel* ($R_L = 0$). Oleh karena itu, pemodelan isoterm Langmuir tidak dapat digunakan sehingga dipilih pemodelan ion Fe(III) dengan nilai R^2 tertinggi setelah Langmuir yaitu 0,9386 pada pemodelan Redlich-Peterson.

Tabel 3. Parameter Isoterm Adsorpsi Fe(III) dan Mn(II) pada Karbon Aktif BEG

	Langmuir			Redlich-Peterson		
	q_m (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2	A	β	R^2
Fe(III)	32,7869	-2,0890	0,9647	34,8551	0,9787	0,9386
Mn(II)	1,4166	1,1812	0,9658	1,1436	0,9603	0,9982
	Harkin-Jura			Jovanovich		
	A	B	R^2	q_m (mg/g)	K_J (L/g)	R^2
Fe(III)	5000	5,000	0,0249	35,6732	-0,0006	0,0003
Mn(II)	7,8431	6,1349	0,5493	1,0843	-0,0102	0,5800

Pada penentuan pemodelan isoterm adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Mn(II), pemodelan terbaik diperoleh menggunakan pemodelan isoterm Redlich-Peterson dengan nilai R^2 sebesar 0,9982 (Tabel 3). Isoterm Redlich-Peterson merupakan isoterm campuran dari tiga parameter yaitu Langmuir, Henry, dan Freundlich yang dapat digunakan untuk mewakili kesetimbangan adsorpsi pada rentang konsentrasi yang luas. Oleh karena itu, mekanisme adsorpsinya adalah campuran dan tidak mengikuti adsorpsi *monolayer* yang ideal (Ayawei *et al.*, 2017). Pada pemodelan isoterm Redlich-Peterson, terdapat parameter A yang merupakan konstanta Redlich-Peterson (L/g) dan β yang merupakan indeks heterogenitas antara 1 dan 0. Isoterm ini memiliki ketergantungan linear pada konsentrasi dan fungsi eksponensial yang disederhanakan menjadi isoterm linear. Jika $\beta = 1$ maka isoterm akan disederhanakan ke isoterm Langmuir, jika β jauh lebih besar dari 1 maka itu menjadi persamaan Freundlich, dan jika $\beta = 0$ maka akan ke persamaan Henry. Tabel 3 menunjukkan bahwa nilai β pada ion Fe(III) dan Mn(II) sebesar 0,9787 dan 0,9603 (mendekati 1) maka pemodelan isoterm akan disederhanakan ke isoterm Langmuir dengan proses adsorpsi *monolayer* tidak ideal yang dapat diterapkan baik secara homogen maupun heterogen karena fleksibilitas (Ayawei *et al.*, 2017).

Kinetika Adsorpsi Karbon Aktif BEG

Pada penelitian ini digunakan empat model berbeda untuk memprediksi kinetika adsorpsi karbon aktif BEG terhadap ion Fe(III) dan Mn(II) yaitu Pseudo Orde Satu, Pseudo Orde Dua (Batool *et al.*, 2018), Elovich, dan Difusi Intrapartikel (Aljeboree *et al.*, 2017). Dilakukan pengelompokan data sesuai nilai model kinetika yang diprediksikan oleh koefisien determinasi (R^2). Nilai R^2 yang relatif tinggi menggambarkan kinetika adsorpsi terbaik (Riyanto dan Prabalaras, 2019).

Pemodelan kinetika Pseudo Orde Satu:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} t \quad (6)$$

q_t adalah jumlah yang diadsorpsi pada waktu t (mg/g), q_e adalah jumlah adsorpsi saat keseimbangan (mg/g), t adalah waktu (menit), dan k_1 adalah konstanta laju Pseudo Orde Satu.

Pemodelan kinetika Pseudo Orde Dua:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (7)$$

k_2 adalah konstanta laju orde dua pseudo adsorpsi (g/mg.h). Besarnya q_e dan k_2 ditentukan dari *slope* dan *intercept* plot $1/q_t$ versus t .

Pemodelan kinetika Elovich:

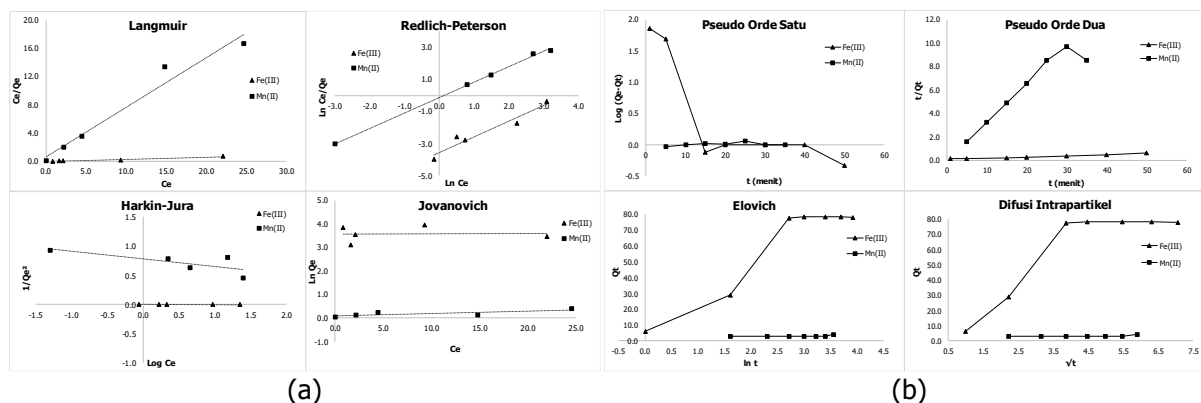
$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (8)$$

Hubungan linier pemodelan Elovich dari plot q_t vs $\ln(t)$ menghasilkan *slope* ($1/\beta$) dan *intercept* ($(1/\beta) \ln(\alpha\beta)$).

Pemodelan kinetika Difusi Intrapartikel:

$$q_t = K_{ID} \sqrt{t} + I \quad (9)$$

I adalah *intercept* dan K_{ID} (mg/g.menit^{-1/2}) adalah konstanta laju Difusi Intrapartikel.



Gambar 3. Pengelompokan data pemodelan: a) isoterm adsorpsi dan b) kinetika adsorpsi karbon aktif BEG terhadap ion Mn(II) dan Fe(III)

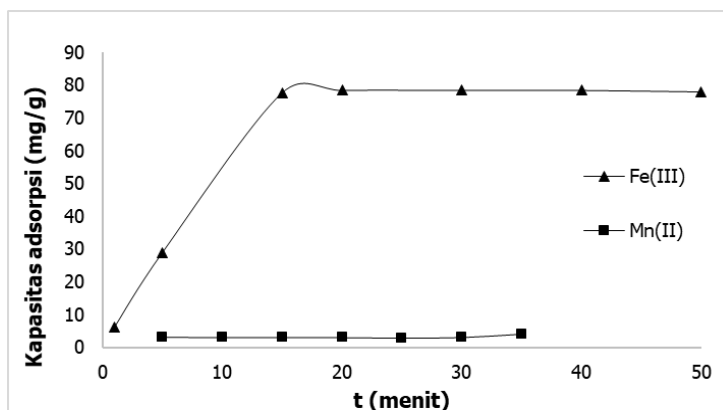
Pada Gambar 3b, hasil plot terbaik pemodelan kinetika adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II) masing-masing diperoleh pada kinetika Pseudo Orde Dua dengan nilai $R^2 = 0,9508$ dan $R^2 = 0,9088$ (Tabel 4). Kinetika Pseudo Orde Dua menjelaskan terjadinya adsorpsi secara kimia (*chemisorption*) dari adsorbat pada adsorben. Adsorpsi ini terjadi ketika ion logam menempel pada permukaan adsorben dengan membentuk ikatan kimia dan cenderung untuk menemukan situs yang memaksimalkan jumlah ikatan ion dengan permukaan karbon aktif (Senthil Kumar *et al.*, 2010; Rout *et al.*, 2014).

Tabel 4. Parameter Kinetika Adsorpsi ion Fe(III) dan Mn(II) pada Karbon Aktif BEG

	Pseudo Orde Satu		Pseudo Orde Dua			Elovich			Difusi Intrapartikel		
	k_1	R^2	q_e	k_2	R^2	β	α	R^2	K_{ID}	I	R^2
Fe(III)	0,0935	0,6355	99,0099	0,0010	0,9508	0,0482	28,4600	0,8988	12,1152	8,1551	0,7613
Mn(II)	-0,0021	0,1121	3,7341	0,0887	0,9088	4,7371	2,8607	0,1328	0,1360	2,6179	0,2008

Gambar 4 menunjukkan pengaruh waktu adsorpsi pada kapasitas adsorpsi ion Fe(III) dan Mn(II) menggunakan karbon aktif BEG. Adsorpsi Fe(III) sangat cepat dari awal sampai waktu 15 menit. Proses adsorpsi ion Fe(III) mencapai keseimbangan pada waktu ke-20 sampai 30 menit dan secara optimal pada waktu interaksi 40 menit. Waktu keseimbangan yang sama pada menit ke-40 untuk adsorpsi logam Fe(III) diperoleh (Busyairi dan Sarwono, 2019) dengan karbon aktif serbuk kayu meranti. Selain itu, waktu keseimbangan yang sama untuk adsorpsi Fe(III) dilakukan pada penelitian (Moghadam *et al.*, 2013) dengan karbon aktif

kulit delima selama 40 menit. Pada waktu ke-50 terjadi penurunan kapasitas adsorpsi, hal ini berarti semakin lama waktu kontak maka titik jenuh akan tercapai karena semakin lama struktur pori karbon aktif akan tertutup oleh lapisan molekul, sehingga kapasitas adsorpsi mengalami penurunan atau habis (Maneechakr dan Karnjanakom, 2017). Pada adsorpsi Mn(II) menggunakan karbon aktif BEG menunjukkan data adsorpsi yang kurang stabil, tetapi dapat dilihat bahwa BEG mampu mengadsorpsi ion Mn(II) secara optimal pada menit ke-35.



Gambar 4. Pengaruh waktu adsorpsi terhadap kapasitas adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II)

Aplikasi Karbon Aktif BEG Pada Air Sumur di Desa Guyangan, Jepara

Aplikasi karbon aktif BEG dalam air sumur Desa Guyangan dilakukan dengan menginteraksikan karbon aktif BEG selama waktu adsorpsi optimal pada ion Fe(III) dan Mn(II) yaitu 40 dan 35 menit. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa karbon aktif BEG dapat menurunkan kadar ion Fe(III) dan Mn(II) sebesar 23,37% dan 79,25% dengan kapasitas adsorpsi masing-masing sebesar 0,625 mg/g dan 7,925 mg/g (Tabel 5).

Kapasitas adsorpsi karbon aktif BEG pada Mn(II) lebih besar dibandingkan dengan Fe(III) dikarenakan jari-jari ion Mn(II) ($0,66\text{\AA}$) lebih besar dari Fe(III) ($0,49\text{\AA}$). Beberapa penelitian melaporkan bahwa adsorpsi logam yang memiliki jari-jari ionik lebih besar memiliki kapasitas penyerapan lebih tinggi dibandingkan dengan jari-jari ionik yang lebih kecil. Hal ini dikarenakan, ion dengan jari-jari lebih besar akan mempercepat penyerapan mencapai titik jenuh karena efek sterik. Selain itu, dikaitkan dengan jari-jari ion yang terhidrasi, ion dengan jari-jari lebih kecil bisa mudah terdifusi ke situs yang tidak tersedia untuk jari-jari hidrasi ion yang besar (Zaranyika dan Chirinda, 2011; Bohli, 2013; Wiley dan Sons, 2016). Penelitian serupa dilakukan oleh (Bohli, 2013) pada ion Pb(II), Cd(II), Ni(II), dan Cu(II) dengan karbon aktif biji zaitun dengan hasil bahwa adsorpsi logam lebih tinggi pada ion yang memiliki jari-jari lebih besar daripada ion dengan jari-jari yang lebih kecil. Selain itu proses adsorpsi dipengaruhi oleh kadar logam dan ion yang berbeda-beda muatan dan sifatnya pada air sumur. Sehingga proses adsorpsi menjadi lebih rumit karena terjadinya kompetisi atau persaingan antar ion logam yang terdapat dalam air sumur termasuk ion Fe(III) dan Mn(II) dengan ion lainnya karena berlangsung adsorpsi multi komponen yang melibatkan banyak interaksi adsorben dan adsorbat (Batool *et al.*, 2018).

Tabel 5. Karakteristik kandungan air pada dusun Mbacak, desa Guyangan, Jepara

Parameter Uji	Hasil Uji (mg/L) (Sebelum Perlakuan)	Hasil Uji (mg/L) (Setelah Perlakuan)	% Efisiensi
Fe(III)	1,07	0,82	23,37
Mn(II)	4	0,83	79,25

KESIMPULAN

Karbon aktif BEG dengan karakter *amorf* diperoleh dengan proses karbonisasi dan aktivasi 2 tahap yaitu impregnasi dengan H_3PO_4 30% rasio karbon: H_3PO_4 (1:4, b/b) dan suhu aktivasi 600 °C selama 60 menit. Pemodelan isoterm adsorpsi pada ion Fe(III) dan Mn(II) mengikuti pemodelan isoterm Redlich-Peterson yaitu proses adsorpsi *monolayer* tidak ideal dengan nilai koefisien determinan (R^2) masing-masing yaitu 0,9386 dan 0,9982. Pemodelan kinetika adsorpsi karbon aktif BEG pada ion Fe(III) dan Mn(II) mengikuti pemodelan Pseudo Orde Dua yaitu adsorpsi secara kimia (*chemisorption*) dari adsorbat pada adsorben dengan kapasitas adsorpsi masing-masing adalah 32,7869 mg/g dan 1,4166 mg/g. Karbon aktif BEG memiliki % efisiensi adsorpsi terhadap ion Fe(III) dan Mn(II) masing-masing sebesar 58,75% dan 65,63% pada sampel air sumur di desa Guyangan, Kabupaten Jepara.

UCAPAN TERIMA KASIH

Peneliti mengucapkan terima kasih kepada Universitas Kristen Satya Wacana Salatiga atas dukungan dana untuk analisis FTIR dan pembelian beberapa bahan kimia (*reagent grade pro-analysis*) melalui Skema Hibah Penelitian Internal Skim Penelitian Perseorangan/Kelompok Wajib Tahun Anggaran 2019 Periode Juli – Desember 2019.

DAFTAR PUSTAKA

- Alias, N. Z., Zuki, N. A. dan Alias, S. H. 2012. Removal of iron (Fe) by adsorption using activated carbon moringa oleifera (ACMO) in aqueous solution. *Jurnal Intelek* 7(2): 22–28.
- Aljeboree, A. M., Alshirifi, A. N. dan Alkaim, A. F. 2017. Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon', *Arabian Journal of Chemistry*. King Saud University, 10, pp. S3381–S3393. doi: 10.1016/j.arabjc.2014.01.020.
- American Public Health Association (APHA).1976.*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 4th edn, American Public Health Association. 4th edn. Washington DC: American Public Health Association.
- Asmaningrum, H. P. dan Pasaribu, Y. P. 2016. Penentuan Kadar Besi (Fe) Dan Kesadahan Pada Air Minum Isi Ulang Di Distrik Merauke', *Magistra*, 3(2), pp. 95–104.
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N. dan Wankasi, D.2017.Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *journal of chemistry*, 2017. doi: <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>.
- Barpanda, P., Fanchini, G. dan Amatucci, G. G.2011. Structure, surface morphology and electrochemical properties of brominated activated carbons.*Carbon*. Elsevier Ltd, 49(7), pp. 2538–2548. doi: 10.1016/j.carbon.2011.02.028.
- Batool, F., Akbar, J., Iqbal, S., Noreen, S. dan Bukhari, S. N. A.2018. Study of Isothermal, Kinetic, and Thermodynamic Parameters for Adsorption of Cadmium: An Overview of Linear and Nonlinear Approach and Error Analysis. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2018. doi: 10.1155/2018/3463724.
- Bohli, T. 2013.Comparative Study of Bivalent Cationic Metals Adsorption Pb(II), Cd(II), Ni(II) and Cu(II) on Olive Stones Chemically Activated Carbon. *Journal of Chemical Engineering & Process Technology*, 04(04). doi: 10.4172/2157-7048.1000158.
- Busyairi, M. dan Sarwono, E. .2019.Pemanfaatan Serbuk Kayu Meranti Menjadi Karbon Aktif Untuk Penurunan Kadar Besi (Fe), Mangan (Mn) Dan Kondisi pH Pada Air Asam Tambang. *Jurnal Sains dan Teknologi Lingkungan*, 11(April), pp. 87–101.
- Demiral, I. dan Aydin, Samdan, C.2016. Preparation And Characterisation Of Activated Carbon From Pumpkin Seed Shell Using H_3PO_4 . *Anadolu University Journal of Science and Technology A- Applied Sciences and Engineering* 2016, 17(1), pp. 125–138. doi: 10.18038/btda.64281.
- El-sherif, I. Y., Fathy, N. A. dan Hanna, A. A. 2013. 'Removal of Mn (II) and Fe (II) ions From

- Aqueous Solution Using Precipitation and Adsorption Methods. *Journal of applied sciences research*, 9(1), pp. 233–239.
- Esterlita, M. O. dan Herlina, N. 2015. Pengaruh Penambahan Aktivator ZnCl_2 , KOH, dan H_3PO_4 dalam Pembuatan Karbon Aktif dari Pelepah Aren (*Arenga Pinnata*)', *Teknik Kimia USU*, 4(1), pp. 47–51.
- Ha, N. T. H., Sakakibara, M. dan Sano, S. 2011. Accumulation of Indium and other heavy metals by *Eleocharis acicularis*: An option for phytoremediation and phytomining. *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 102(3), pp. 2228–2234. doi: 10.1016/j.biortech.2010.10.014.
- Huang, Y., Li, S., Chen, J., Zhang, X. dan Chen, Y. 2014. Applied Surface Science Adsorption of Pb (II) on mesoporous activated carbons fabricated from water hyacinth using H_3PO_4 activation: Adsorption capacity, kinetic and isotherm studies. *Applied Surface Science*. Elsevier B.V., 293, pp. 160–168. doi: 10.1016/j.apsusc.2013.12.123.
- Koyuncu, F., Güzel, F. dan Saygılı, H. 2018. Role of optimization parameters in the production of nanoporous carbon from mandarin shells by microwave-assisted chemical activation and utilization as dye adsorbent. *Advanced Powder Technology*, 29(9), pp. 2108–2118. doi: 10.1016/j.appt.2018.05.019.
- Kumar, A. dan Jena, H. M. 2016. Preparation and characterization of high surface area activated carbon from Fox nut (*Euryale ferox*) shell by chemical activation with H_3PO_4 . *Results in Physics*. The Author(s), 6, pp. 651–658. doi: 10.1016/j.rinp.2016.09.012.
- Malekmohammadi, S., Mirbagheri, A. dan Ehteshami, M. 2016. Comparison of silica, activated carbon, and zeolite adsorbents in the removal of ammonium, iron, COD, turbidity and phosphate pollutants, and investigating the effect of discharge on the removal of pollutants. *International Journal of Humanities and Cultural Studies*, pp. 667–679.
- Maneechakr, P. dan Karnjanakom, S. 2017. Adsorption behaviour of Fe(II) and Cr(VI) on activated carbon: Surface chemistry, isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Chemical Thermodynamics*, 106(II), pp. 104–112. doi: 10.1016/j.jct.2016.11.021.
- Moghadam, M. R., Nasirizadeh, N., Dashti, Z. dan Babanezhad, E. 2013. Removal of Fe(II) from aqueous solution using pomegranate peel carbon: equilibrium and kinetic studies. *International Journal of Industrial Chemistry*, 4(1), p. 19. doi: 10.1186/2228-5547-4-19.
- Mopoung, S., Moonsri, P., Palas, W. dan Khumpai, S. 2015. Characterization and Properties of Activated Carbon Prepared from Tamarind Seeds by KOH Activation for Fe(III) Adsorption from Aqueous Solution. *Scientific World Journal*, 2015. doi: 10.1155/2015/415961.
- Najib, F. dan Hayder, I. 2011. Study of Stoichiometry of Ferric Thiocyanate Complex for Analytical Purposes Including F Determination. *Iraqi National Journal of Chemistry*, 42(January), pp. 135–155.
- Pehlivan, E. 2018. Production And Characterization Of Activated Carbon From Pomegranate Pulp By Phosphoric Acid. *Jurnal of The turkish chemical society chemistri*, 5, pp. 1–8.
- Permenkes RI. 2017. *Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 32 Tahun 2017 Tentang Standar Baku Mutu Kesehatan Lingkungan Dan Persyaratan Kesehatan Air Untuk Keperluan Higiene Sanitasi, Kolam Renang, Solus Per Aqua, Dan Pemandian Umum, Peraturan Menteri kesehatan Republik Indonesia*.
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Gómez-Serrano, V., Álvarez, P. M., Alvim-Ferraz, M. C. M. dan Dias, J. M. 2011. Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview. *Journal of Hazardous Materials*. Elsevier B.V., 187(1–3), pp. 1–23. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.01.033.
- Riyanto, C. A. dan Prabalaras, E. 2019. The adsorption kinetics and isotherm of activated carbon

- from Water Hyacinth Leaves (*Eichhornia crassipes*) on Co(II). *Journal of Physics: Conference Series*, 1307(1). doi: 10.1088/1742-6596/1307/1/012002.
- Riyanto, C. A., Prabalaras, E. dan Martono, Y. 2020. Karakterisasi Nanopartikel Karbon Aktif dari Daun Eceng Gondok (*Eichhornia crassipes*) Berdasarkan Variasi Suhu dan Waktu Aktivasi', *Jurnal Kimia dan Kemasan*, 42(2), p. 85. doi: 10.24817/jkk.v42i2.5633.
- Rout, P. R., Bhunia, P. dan Dash, R. R. 2014. Modeling isotherms, kinetics and understanding the mechanism of phosphate adsorption onto a solid waste: Ground burnt patties. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Elsevier, 2(3), pp. 1331–1342. doi: 10.1016/j.jece.2014.04.017.
- Senthil Kumar, P., Vincent, C., Kirthika, K. dan Sathish Kumar, K. 2010. Kinetics and equilibrium studies of Pb^{2+} ion removal from aqueous solutions by use of nano-silversol-coated activated carbon. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 27(2), pp. 339–346. doi: 10.1590/s0104-66322010000200012.
- Shamsuddin, M. S., Yusoff, N. R. N. dan Sulaiman, M. A. 2016. Synthesis and Characterization of Activated Carbon Produced from Kenaf Core Fiber Using H_3PO_4 Activation. *Procedia Chemistry*. Elsevier Ltd., 19, pp. 558–565. doi: 10.1016/j.proche.2016.03.053.
- Sunarsih, S., Hastutiningrum, S. dan Nisa, T. D. 2016. Activated Carbon from Jackfruit Peel Waste as Decolouring Agent of Screen Printing Waste Water. *Pengembangan Teknologi Kimia untuk Pengolahan Sumber Daya Alam Indonesia*, pp. 1–10.
- Tran, H. N., Huang, F., Lee, C. dan Chao, H. 2017. Activated carbon derived from spherical hydrochar functionalized with triethylenetetramine: synthesis, characterizations, and adsorption application', *Green Process Synth 2017; aop*. doi: 10.1515/gps-2016-0178.
- Tudjuka, M. D., Walanda, K. D. dan Baharuddin, H. 2017. Charcoal of Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as an Adsorbent of Phenol in Palu PLTU Waste. 6(May), pp. 119–124.
- Wiley, J. dan Sons. 2016. *Engineered Nanoparticles and the Environment: Biophysicochemical Processes and Toxicity*. Wiley.
- Xiyili, H., Çetintaş, S. dan Bingöl, D. 2017. Removal of Some Heavy Metals onto Mechanically Activated Fly Ash: Modeling Approach for Optimization, Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *Process Safety and Environmental Protection*. Institution of Chemical Engineers. doi: 10.1016/j.psep.2017.04.012.
- Xu, J., Chen, L., Qu, H., Jiao, Y., Xie, J. dan Xing, G. 2014. Preparation and characterization of activated carbon from reedy grass leaves by chemical activation with H_3PO_4 . *Applied Surface Science*. Elsevier B.V., 320, pp. 674–680. doi: 10.1016/j.apsusc.2014.08.178.
- Yorgun, S. dan Yıldız, D. 2015. Preparation and characterization of activated carbons from Paulownia wood by chemical activation with H_3PO_4 , *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. Elsevier Ltd., 000, pp. 1–10. doi: 10.1016/j.jtice.2015.02.032.
- Zaranyika, M. F. dan Chirinda, T. 2011. Heavy metal speciation trends in mine slime dams: A case study of slime dams at a goldmine in Zimbabwe. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 3(5), pp. 103–115. Available at: <http://www.academicjournals.org/jece>.
- Zhang, Q., Weng, C., Huang, H., Achal, V. dan Wang, D. 2016. Optimization of Bioethanol Production Using Whole Plant of Water Hyacinth as Substrate in Simultaneous Saccharification and Fermentation Process. *Frontiers in Microbiology* 6. doi: 10.3389/fmicb.2015.01411.